Niveaux des concentrations en mercure dans les eaux du fjord du Saguenay (Québec) en octobre 1979 et septembre 1983

C.Gobeil, D.Cossa et J.Piuze

Centre Champlain des Sciences de la Mer
Ministère des Pêches et des Océans
B.P. 15500, 901 Cap Diamant
Québec (Québec) G1K 7Y7

Février 1984

Rapport technique canadien sur l'hydrographie et les sciences océaniques No 36

Rapport technique canadien sur l'hydrographie et les sciences océaniques

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Le sujet est généralement lié aux programmes et intérêts du service des Sciences et levés océaniques (SLO) du ministère des Pêches et des Océans.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications complètes. Le titre exact paraît au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont résumés dans la revue *Résumés des sciences aquatiques et halieutiques*, et ils sont classés dans l'index annuel des publications scientifiques et techniques du Ministère.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement auteur dont le nom figure sur la couverture et la page du titre. Les rapports épuisés seront fournis contre rétribution par des agents commerciaux.

Les établissements des Sciences et levés océaniques dans les régions et à l'administration centrale ont cessé de publier leurs diverses séries de rapports en décembre 1981. Une liste complète de ces publications figure dans le volume 39, Index des publications 1982 du *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*. La série actuelle a commencé avec la publication du rapport numéro 1 en janvier 1982.

Canadian Technical Report of Hydrography and Ocean Sciences

Technical reports contain scientific and technical information that contributes to existing knowledge but which is not normally appropriate for primary literature. The subject matter is related generally to programs and interests of the Ocean Science and Surveys (OSS) sector of the Department of Fisheries and Oceans.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is abstracted in *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts* and indexed in the Department's annual index to scientific and technical publications.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page. Out of stock reports will be supplied for a fee by commercial agents.

Regional and headquarters establishments of Ocean Science and Surveys ceased publication of their various report series as of December 1981. A complete listing of these publications is published in the *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Volume 39: Index to Publications 1982. The current series, which begins with report number 1, was initiated in January 1982.

Rapport technique canadien sur
l'hydrographie et les sciences océaniques
No 36

Février 1984

Niveaux des concentrations en mercure dans les eaux du fjord du Saguenay (Québec) en octobre 1979 et septembre 1983

par

C. Gobeil, D. Cossa et J. Pluze

Centre Champlain des Sciences de la Mer
Ministère des Pêches et des Océans
B.P. 15 500, 901 Cap Diamant
Québec (Québec) G1K 7Y7

PRÉFACE

Ce rapport constitue le second volet d'une étude sur l'évolution de la contamination par le mercure dans le fjord du Saguenay. Le premier volet, portant sur la crevette, a déjà fait l'objet de la publication d'un rapport (Cossa et Desjardins, 1984). Le présent rapport concerne les eaux; un troisième volet portera sur les sédiments. Une partie de cette étude a été accomplie dans le cadre de deux contrats. L'un fut accordé à C. Gobeil (10SD.FP401-1-1368), l'autre à l'INRS-océanologie (0SD78-00028) par le ministère des Pêches et des Océans du Canada.

Ministère des Approvisionnements et Services Canada 1984
No de catalogue Fs 97-18/36S ISSN 0711-6772.

On devra citer cette publication comme suit:

Gobeil, C., D. Cossa et J. Pluze. 1984. Niveaux des concentrations en mercure dans les eaux du fjord du Saguenay (Québec) en octobre 1979 et septembre 1983. Rapp. tech. can. hydrogr. sci. océan. No 36: v + 14 p.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
LISTE DES FIGURES	iv
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	v
INTRODUCTION	1
MÉTHODES	1
Prélèvements	1
Analyses	1
RÉSULTATS	3
DISCUSSION	3
REMERCIEMENTS	4
RÉFÉRENCES	4
APPENDICE: Résultats analytiques	9

LISTE DES FIGURES

Page

Figure 1. Emplacement des stations de prélèvement en octobre 1979 6

Figure 2. Valeurs de la salinité et de la concentration en mercure dans les eaux du Fjord en octobre 1979 7

Figure 3. Valeurs de la salinité et de la concentration en mercure dans les eaux du Fjord en septembre 1983 8

RÉSUMÉ

Gobeil, C., D. Cossa et J. Pluze. 1984. Niveaux des concentrations en mercure dans les eaux du fjord du Saguenay (Québec) en octobre 1979 et septembre 1983. Rapp. tech. can. hydrogr. sci. océan. No 36: v + 14 p.

Les concentrations en mercure ont été mesurées dans des échantillons d'eau non filtrée prélevés dans le fjord du Saguenay en octobre 1979 et septembre 1983, soit respectivement 3 et 7 ans après la fermeture de l'usine de chlore-alcali d'Arvida, responsable de la majeure partie de la contamination par le mercure dans ce Fjord. En 1979, les faibles teneurs en mercure mesurées dans les eaux de surface du Fjord et dans celles de la rivière Saguenay indiquent que ces milieux étaient exempts de contamination notable et témoignent de l'arrêt du rejet d'effluents concentrés en mercure. Toutefois, à la même époque, en-dessous de l'halocline et jusqu'aux environs de 150 m de profondeur, des teneurs en mercure anormalement élevées ont été décelées dans les eaux des bassins intérieur et extérieur du Fjord. En 1983, aucune trace de contamination n'a été trouvée dans les eaux du Fjord et les concentrations mesurées s'avèrent comparables à celles des eaux océaniques. L'enrichissement en mercure observé en 1979 résulte vraisemblablement de la contamination datant d'avant la cessation de l'opération de l'usine de chlore-alcali d'Arvida. Les présents résultats indiquent que, subséquemment à la fermeture de cette dernière en 1976, il a fallu de 3,5 à 7,5 années pour évacuer la contamination mercurielle des eaux du Fjord.

Mots-clés: mercure, eau côtière, pollution, fjord du Saguenay.

ABSTRACT

Gobeil, C., D. Cossa et J. Pluze. 1984. Niveaux des concentrations en mercure dans les eaux du fjord du Saguenay (Québec) en octobre 1979 et septembre 1983. Rapp. tech. can. hydrogr. sci. océan. No 36: v + 14 p.

Samples of unfiltered water taken from the Saguenay Fjord in October 1979 and September 1983 have been measured for mercury concentrations 3 and 7 years respectively after the shut-down of the Arvida chlor-alkali plant mainly responsible for the mercury contamination in the Fjord. In 1979, the low levels of mercury observed in the surface waters of the Fjord as well as in the Saguenay River indicate that these environments were free from significant contamination and are evidence to the discontinuation of discharge of effluents with high mercury concentrations. However, at the same time, in depths ranging from the halocline down to 150 meters, abnormally high levels of mercury were observed in the interior and exterior basins of the Fjord. In 1983, no trace of contamination was found in the Fjord waters where mercury concentrations compared with oceanic levels. The high levels of mercury observed in 1979 were probably caused by a long-standing effect of the contamination which had occurred prior to the shut-down of the Arvida chlor-alkali plant. Results show that, after the shut-down of the plant in 1976, between 3.5 and 7.5 years were needed for the mercury contamination in the Fjord disappear.

Keywords: mercury, coastal water, pollution, Saguenay Fjord.

INTRODUCTION

Au début des années '70, l'analyse des sédiments du fjord du Saguenay, au Québec (Fig. 1), a révélé la forte contamination par le mercure de ce milieu (Loring, 1975). Cette contamination des sédiments a été mise en relation avec l'opération, entre 1947 et 1976, d'une usine de chlore-alcali située à Arvida le long de la rivière Saguenay (Loring et Bewers, 1978; Smith et Loring, 1981; Barbeau et al., 1981). Paradoxalement, bien qu'elles constituent des données importantes d'un point de vue écologique, les teneurs en mercure dans les eaux du Fjord, de même que leur variation au cours des dernières années sont demeurées mal connues. En fait, les uniques valeurs publiées à ce jour sont celles rapportées par Loring et Bewers (1978) qui résultent de l'analyse d'échantillons prélevés préalablement à la fermeture de l'usine en 1976. D'autres données ont été mentionnées par Pluze et Tremblay (1979), mais celles-ci ne concernent que 3 échantillons des eaux du Fjord et ne peuvent pas à priori être considérées comme représentatives de l'ensemble de ce milieu.

Notre étude a donc été entreprise dans le but de pallier à ce manque de données, principalement depuis la cessation de l'opération de l'usine polluante. Le présent rapport fait état des concentrations en mercure mesurées dans les eaux du Fjord suite à 2 campagnes d'échantillonnage qui eurent lieu en octobre 1979 et septembre 1983.

MÉTHODES

Prélèvements

En octobre 1979, les prélèvements d'eau ont été effectués lors d'une mission sur le M/V Saint-Barnabé avec des bouteilles Go-Flo de 20 L, enduites d'un revêtement intérieur de téflon, attachées à une rosette possédant un système programmable de déclenchement automatique de fermeture des bouteilles (Poulet et al., 1983). Plusieurs stations réparties le long du Fjord ont été occupées (Fig. 1) et de 5 à 8 échantillons prélevés à des profondeurs spécifiques, entre la surface et 50 m au-dessus du fond, furent recueillis à chacune d'elles. En raison des faibles profondeurs aux stations 11, 12 et 13, situées pour leur part dans la rivière Saguenay immédiatement en amont du Fjord, 2 échantillons seulement ont pu être prélevés à l'aide de bouteilles Niskin de 1,6 L, munies de courroies intérieures en silicone et de valves en téflon. Les sous-échantillons non filtrés devant servir à l'analyse du mercure total étaient soutirés rapidement après chaque palanquée et conservés dans des flacons de verre pyrex de 500 mL. A 500 mL d'eau, 7 mL d'une solution de $K_2Cr_2O_7$ (5% p/v) et 5 mL de H_2SO_4 concentré étaient ajoutés pour maintenir le mercure en solution.

En septembre 1983, à l'occasion d'une campagne sur le M/V Navimar Un, les prélèvements d'eau ont été faits avec des bouteilles Niskin de 5 L, également munies de courroies intérieures en silicone et de valves en téflon, disposées sur un câble en Kevlar. De nombreux échantillons furent prélevés à plusieurs stations, généralement les mêmes qu'en 1979. A cette occasion, cependant, les dosages de mercure ont été effectués à bord du navire sur des échantillons d'eau de 50 mL transvasés sans délai après le prélèvement dans des ballons en pyrex jaugés de 125 mL. Acidifiés avec 1 mL de HNO_3 concentré, les échantillons étaient analysés selon la procédure décrite plus bas. Lors des 2 missions, des sous-échantillons furent également prélevés et conservés pour la mesure subséquente de la salinité.

Analyses

L'analyse des teneurs en mercure a été effectuée par la technique d'absorption atomique des vapeurs froides après oxydation des échantillons sur un spectrophotomètre Laboratory Data Control, modèle 1235. En 1979,

l'oxydation des échantillions était faite selon une méthode inspirée de celle décrite par Bothner et Robertson (1975). Dans son flacon en verre, l'échantillion de 500 mL est d'abord chauffé à 80°C pendant 2 h en présence de 5 mL d'une solution de $KMnO_4$ (5% p/v) et de 5 mL d'une solution de $K_2S_2O_8$ (5% p/v). Une fois l'échantillion refroidi, 2 mL d'une solution de $NH_2OH.HCl$ (12% p/v) sont ajoutés au mélange de manière à réduire le MnO_2 et le Cl_2 formés au cours de l'oxydation. Une aliquote de 104 mL est alors transférée dans un erlenmeyer en pyrex de 250 mL et 4 mL d'une solution de $SnCl_2$ (20% p/v) et de H_2SO_4 (20% v/v) sont ajoutés. Un aérateur en verre fritté est immédiatement immergé dans l'échantillion et l'erlenmeyer est agité pendant 30 sec. Après une pause subséquente de 30 sec, un courant de N_2 de 0,6 $L.min^{-1}$ traverse l'échantillion. Avant d'être canalisés dans la cellule de mesure, le gaz porteur et les vapeurs de mercure réduit traversent une cartouche desséchante de $MgClO_4$. La concentration en mercure est déterminée en comparant la hauteur du pic obtenu pour l'échantillion à celle du pic obtenu avec 100 mL d'eau déminéralisée contenant 1 mL de H_2SO_4, 0,2 mL d'une solution de $K_2Cr_2O_7$ (5% p/v) et 4 ng de mercure. L'absorbance d'un standard ainsi préparé est mesurée à tous les 10 échantillions et une courbe de calibration est faite au début de chaque journée d'analyse. La reproductibilité des analyses est caractérisée par des coefficients de variation de 27% à 6 $ng.L^{-1}$, 19% à 9 $ng.L^{-1}$ et 14% à 14 $ng.L^{-1}$. La limite de détection (2 fois le bruit de fond de l'enregistreur) est de 3 $ng.L^{-1}$

En 1983, la procédure analytique adoptée était légèrement différente de celle suivie en 1979. Une méthode, un peu plus simple que la précédente, décrite par Szakacs et al. (1980) a été suivie. A 50 mL d'échantillion déjà contenu dans un ballon d'analyse, 0,5 mL d'une solution de Br_2 (0,5 M) préparée à partir de KBr et $KBrO_3$ en milieu chlorhydrique (20% v/v) est ajouté[1]. Le ballon est ensuite gardé à la température ambiante pendant 15 min de manière à laisser la décomposition des complexes organo-métalliques se produire, puis 0,05 mL d'une solution de $NH_2OH.HCl$ (20% p/v) est additionné au mélange pour réduire le Br_2 présent. Le mercure libéré suite à l'ajout de 2 mL d'une solution de $SnCl_2$ (20% p/v) et de H_2SO_4 (20% v/v) est alors mesuré tel que décrit précédemment. Lors des analyses à bord du Navimar Un, la limite de détection (2 fois le bruit de fond de l'enregistreur) était de 5 $ng.L^{-1}$ et la reproductibilité de la mesure d'échantillions d'eau d'abord purgés du mercure qu'ils contenaient et subséquemment enrichis de quantités connues de mercure était caractérisée par des coefficients de variation de 18% à 10 $ng.L^{-1}$ et 13% à 15 $ng.L^{-1}$.

Notons qu'avec la méthode adoptée en 1979, la contribution en mercure apportée par les produits chimiques ajoutés aux échantillions a été évaluée à 4 $ng.L^{-1}$ en comparant à l'absorbance obtenue pour un standard, la différence des hauteurs de pic trouvée entre 100 mL d'eau déminéralisée et 100 mL d'eau déminéralisée plus les réactifs. Avec la méthode suivie en 1983, aucune différence n'a été trouvée lors des mesures de 2 échantillions identiques dont l'un contenait une double quantité de réactifs. La contribution en mercure apportée par ces derniers est inférieure à la limite de détection de la méthode et n'a pas été déterminée précisément.

Enfin, ajoutons que les salinités furent mesurées avec un salinomètre Guildline Autosal.

---

[1] Le volume d'échantillion analysé a été réduit de moitié par rapport à ce qu'il était en 1979, car des tests préalables en laboratoire avaient montré que l'analyse de 50 mL d'un standard dans un ballon de 125 mL permet d'obtenir un signal équivalent à celui trouvé lors de l'analyse de 100 mL du même standard dans un erlenmeyer de 250 mL.

RÉSULTATS

Les résultats analytiques de la présente étude sont donnés en appendice et leurs variations spatiales illustrées sous la forme de schémas aux figures 2 et 3. L'examen de ces schémas permet de constater que les valeurs de salinité obtenues en octobre 1979 et septembre 1983 (Fig. 2a et 3a) sont très semblables entre elles et conformes aux observations précédemment effectuées par d'autres auteurs (Drainville, 1968; Therrieult et Lacroix, 1975; Sundby et Loring, 1978; Cossa et Poulet, 1978; Seibert et al., 1979; Chanut et Poulet, 1979). Ces données mettent en évidence l'écoulement des eaux douces de la rivière Saguenay en surface, au dessus d'une masse d'eau relativement homogène en provenance de l'estuaire du Saint-Laurent.

Les concentrations en mercure mesurées en 1979 sont significativement différentes de celles trouvées en 1983 (Fig. 2b et 3b). En fait, tandis que les teneurs des échantillons analysés en 1983 sont toujours inférieures ou égales à la limite de détection de la méthode analytique, laquelle est de 5 $ng.L^{-1}$ quand les mesures sont faites en mer, seulement 23 valeurs mesurées en 1979 sont plus petites que 5 $ng.L^{-1}$ et les 59 valeurs restantes varient entre 6 et 56 $ng.L^{-1}$. Ainsi, lors de la première campagne d'échantillonnage, une masse d'eau caractérisée par des teneurs en mercure supérieures à 10 $ng.L^{-1}$ s'étendait dans les bassins intérieur et extérieur entre l'halocline et environ 150 m de profondeur, alors qu'ailleurs, dans les eaux de surface du Fjord, les eaux de la Rivière (Stations 11, 12 et 13) et dans celles des parties profondes des deux bassins, elles ne dépassaient jamais 9 $ng.L^{-1}$. Cette structure de distribution n'a pas été retrouvée en 1983.

DISCUSSION

Plusieurs auteurs rapportent une concentration moyenne en mercure dans les eaux océaniques de l'ordre de 5 $ng.L^{-1}$ (Baker, 1977; Mukherji et Kester, 1979; Courau et al., 1980; Olafsson, 1982a; Olafsson, 1982b), voire même 0,5 $ng.L^{-1}$ selon une étude très récente (Bloom et Crecelius, 1983). Etant toujours inférieures ou égales à la limite de détection de la méthode analytique adoptée, soit 5 $ng.L^{-1}$, les teneurs en mercure mesurées dans les eaux du fjord du Saguenay en 1983 semblent être comparables à celles des eaux océaniques et refléter un niveau naturel. En revanche, plusieurs des valeurs des concentrations mesurées dans les mêmes eaux quatre années auparavant, en 1979, atteignaient quelques dizaines de $ng.L^{-1}$ et étaient en conséquence nettement supérieures à celles des eaux océaniques.

Lors d'études antérieures, nous avions déjà conclu que les concentrations en mercure dans les eaux de l'estuaire du Saint-Laurent, d'où proviennent les eaux marines du fjord du Saguenay (Drainville, 1968), sont du même ordre de grandeur que les teneurs trouvées dans les océans. Dans la partie maritime de l'Estuaire, elles oscillent autour de 8,6 avec un écart-type de 4,5 $ng.L^{-1}$ pour 28 déterminations (Pluze et Tremblay, 1979). Dans l'Estuaire moyen, entre l'embouchure du fjord du Saguenay et la limite inférieure de la zone de turbidité, elles se situent autour de 5,5 avec un écart-type de 1 $ng.L^{-1}$ pour 18 déterminations (Gobeil et al., 1983). En regard de ces résultats, il ne paraît donc pas surprenant qu'en 1983 les teneurs dans les eaux salées du Fjord reflètent également celles des eaux océaniques.

D'après Loring et Bewers (1978), les concentrations en mercure dans les eaux du Fjord en 1973 atteignaient une centaine de $ng.L^{-1}$. L'usine de chlore-alcali d'Arvida située en amont du Fjord, aux abords de la rivière Saguenay, a été identifiée comme étant la source principalement responsable d'une importante contamination par le mercure dans ce milieu. Depuis sa mise en opération en 1947, cette usine avait rejeté des effluents chargés en mercure dans la rivière Saguenay,

une partie de ces rejets parvenant ensuite jusqu'au Fjord. A compter de 1971, suite aux mesures réglementaires qui furent prises, l'usine polluante dut limiter ses pertes de mercure; puis, elle cessa définitivement ses activités en 1976. Les faibles concentrations en mercure trouvées en octobre 1979 dans les eaux de la Rivière aux stations 11, 12 et 13, témoignent effectivement de l'arrêt des rejets de mercure dans ces eaux. Ces concentrations qui se situent autour de 5 $ng.L^{-1}$ (voir en appendice) sont comparables aux plus faibles valeurs publiées jusqu'ici dans la littérature pour des eaux de rivière (Matsunaga, 1976). L'enrichissement en mercure des eaux du Fjord par rapport aux eaux de l'estuaire du Saint-Laurent observé en 1979 ne s'explique donc pas par un apport venant de la rivière et semble par conséquent résulter de la contamination antérieure. L'arrêt des rejets en mai 1976, la persistance de la contamination dans les eaux intermédiaires en octobre 1979 et l'absence de teneurs en mercure supérieures à 5 $ng.L^{-1}$ dans les eaux en septembre 1983 suggèrent que de 3,5 à 7,5 ans ont été nécessaires pour évacuer la contamination mercurielle des eaux du Fjord. Cette évaluation du temps de séjour du mercure dans les eaux du Fjord est en accord avec l'hypothèse avancée par Smith et Loring (1981) selon laquelle le temps de résidence du mercure dans les eaux du bassin intérieur du Fjord pourrait être de l'ordre de 5 à 10 ans.

Du point de vue de la salubrité des écosystèmes, puisque les données recueillies en 1983 montrent l'absence de contamination des eaux du Fjord, il est permis de conclure que les organismes pélagiques planctonophages sont maintenant à l'abri d'une contamination mercurielle importante. Il en va autrement des organismes benthiques et de ceux qui vivent en relation trophique avec ceux-ci puisque les sédiments, même en surface, restent contaminés par le mercure. L'évolution récente et l'état actuel de la contamination en mercure dans ce dernier compartiment feront l'objet du troisième volet de cette étude.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient tous ceux qui, de quelque manière, ont contribué à la réalisation de cette étude. La tâche analytique a été accomplie par J. Langis et M. Tremblay.

RÉFÉRENCES

Baker, C.W. 1977. Mercury in surface waters of seas around the United Kingdom. Nature, 270: 230-232.

Barbeau, C., R. Bougie et J.E. Côté. 1981. Temporal and spatial variations of mercury, lead, zinc, and copper in sediments of the Saguenay Fjord. Can. J. Earth Sci., 18: 1065-1074.

Bloom, N.S. et E.A. Crecelius. 1983. Determination of mercury in seawater at sub-manogram per liter levels. Mar. Chem., 14: 49-59.

Bothner, M.H. et D.E. Robertson. 1975. Mercury contamination of seawater samples stored in polyethylene containers. Anal. Chem., 47: 592-595.

Chanut, J.P. et S.A. Poulet. 1979. Distribution des spectres de taille des particules en suspension dans le fjord du Saguenay. Can. J. Earth Sci., 16: 240-249.

Cossa, D. et C. Desjardins. 1984. Evolution de la concentration en mercure dans les crevettes du fjord du Saguenay (Québec) au cours de la période 1970-1983. Rapp. techn. can. hydrogr. sci. océan. no 32. 8 p.

Courau, P., F. Laumond et M. Hardstedt-Roméo. 1980. Improvement of the cold-vapor atomic absorption method for the determination of mercury in seawater. In: Analytical Techniques in Environmental Chemistry. Edited by J. Albaiges, Pergamon Press, Oxford and New York, 607-613.

Drainville, G. 1968. Le fjord du Saguenay. I. Contribution à l'océanographie. Nat. Can. 95: 809-855.

Gobeil, C., D. Cossa et J. Pluze. 1983. Distribution des concentrations en mercure dans les eaux de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. hydrogr. sci. océan. no 17. 14 p.

Loring, D.H. 1975. Mercury in the sediments of the Gulf of St.Lawrence. Can. J. Earth Sci., 12: 1219-1237.

Loring, D.H. et J.M. Bewers. 1978. Geochemical mass balances for mercury in a Canadian fjord. Chem. Geol., 22: 309-330.

Matsunaga, K. 1976. Mercury in Japanese river waters. Jap. J. Limnol., 37: 131-134.

Mukherji, P. et D.R. Kester. 1979. Mercury distribution in the Gulf stream. Science, 204: 64-66.

Olafsson, J. 1982a. A report on the ICES intercalibration of mercury in seawater for the joint monitoring group of the Oslo and Paris commissions. Mar. Chem., 11: 129-142.

Olafsson, J. 1982b. Mercury concentrations in the north Atlantic in relation to cadmium, aluminium and oceanographic parameters. In: Trace Metals in Seawater. Edited by C.S. Wong, E. Boyle, K.W. Bruland, J.D. Burton and E.D. Goldberg. Plenum Press, New York and London, 475-485.

Pluze, J. et M. Tremblay. 1979. Mercury in the waters of the St.Lawrence Estuary, Québec, Canada. ICES C.M. 1979/E: 49, 13 p.

Poulet, S.A., J. Landry et M. Marissette. 1983. A programmable automatic multiple water sampler. Deep-Sea Res., 30: 325-329.

Seibert, G.H., R.W. Trites et S.J. Reid. 1979. Deepwater exchange processes in the Saguenay Fjord. J. Fish. Res. Board Can., 36: 42-53.

Smith, J.N. et D.H. Loring. 1981. Geochronology of mercury pollution in the sediments of the Saguenay Fjord, Québec. Environ. Sci. Technol. 15: 944-951.

Sundby, B. et D.H. Loring. 1978. Geochemistry of suspended particulate matter in the Saguenay Fjord. Can. J. Earth Sci., 15: 1002-1011.

Szakacs, O., A. Lasztity and Z.S. Horvath. 1980. Breakdown of organic mercury compounds by hydrochloric acid-permanganate or bromine monochloride solution for the determination of mercury by cold-vapor atomic absorption spectrometry. Anal. Chim. Acta, 121: 219-224.

Therriault, J.C. et G. Lacroix. 1975. Penetration of the deep layer of the Saguenay Fjord by surface waters of the St.Lawrence Estuary. J. Fish. Res. Board Can. 32: 2373-2377.

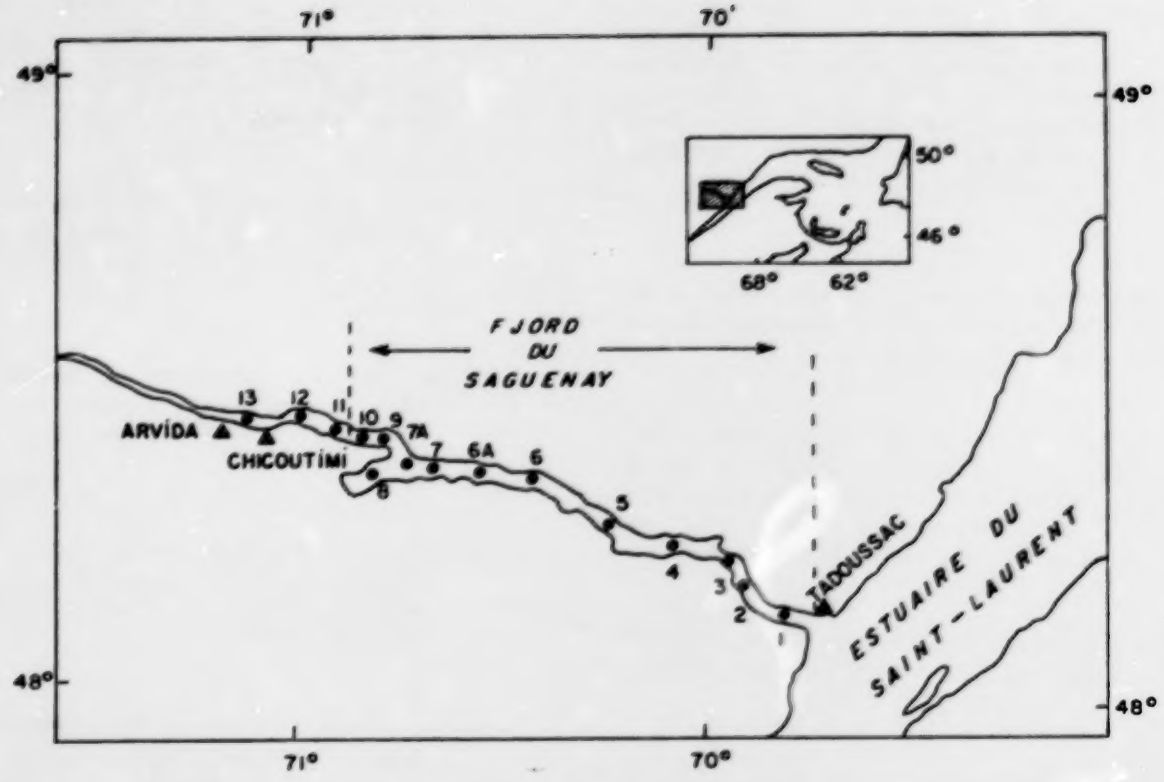

Figure 1. Emplacement des stations de prélèvement en octobre 1979.

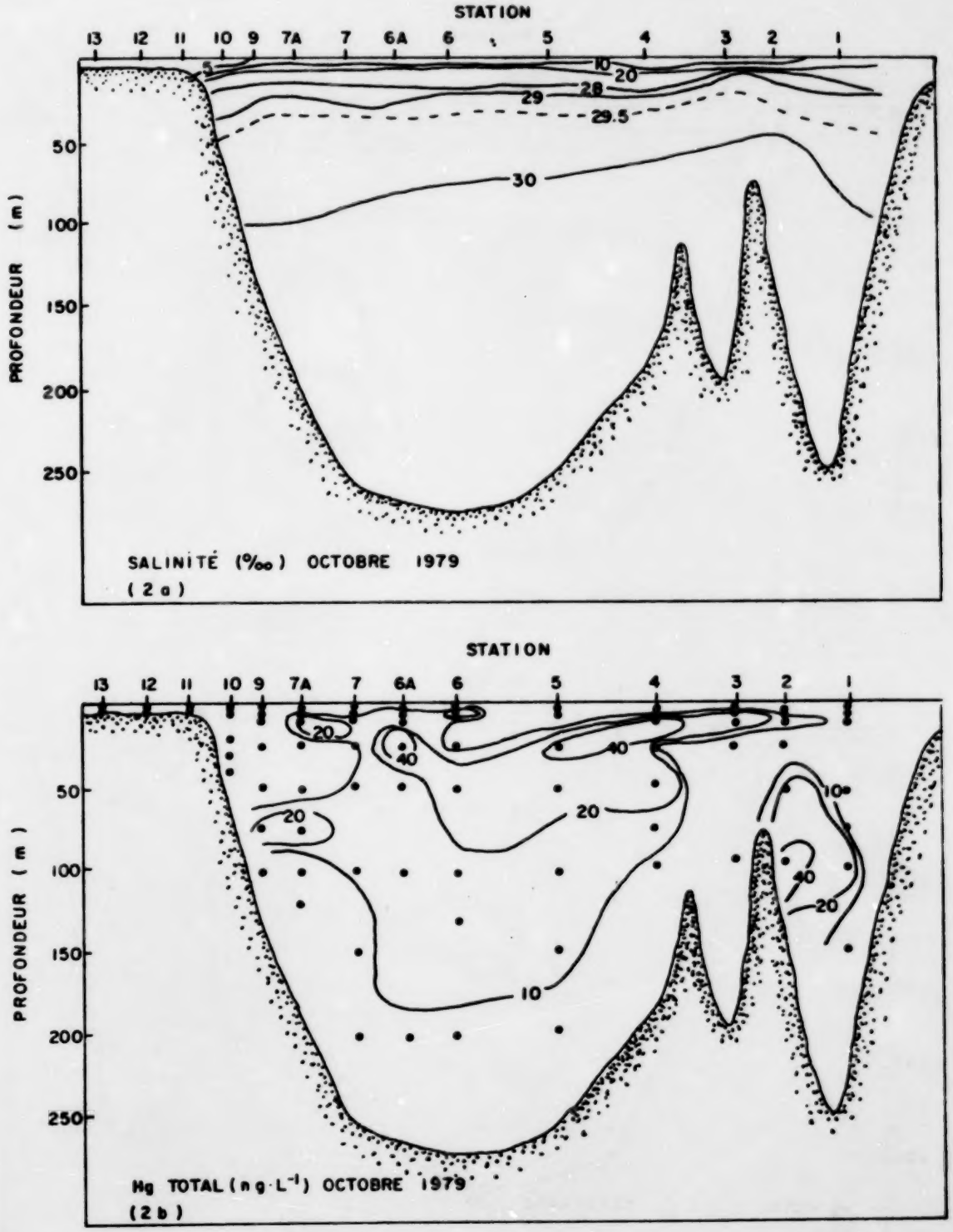

Figure 2. Valeurs de la salinité et de la concentration en mercure dans les eaux du Fjord en octobre 1979.

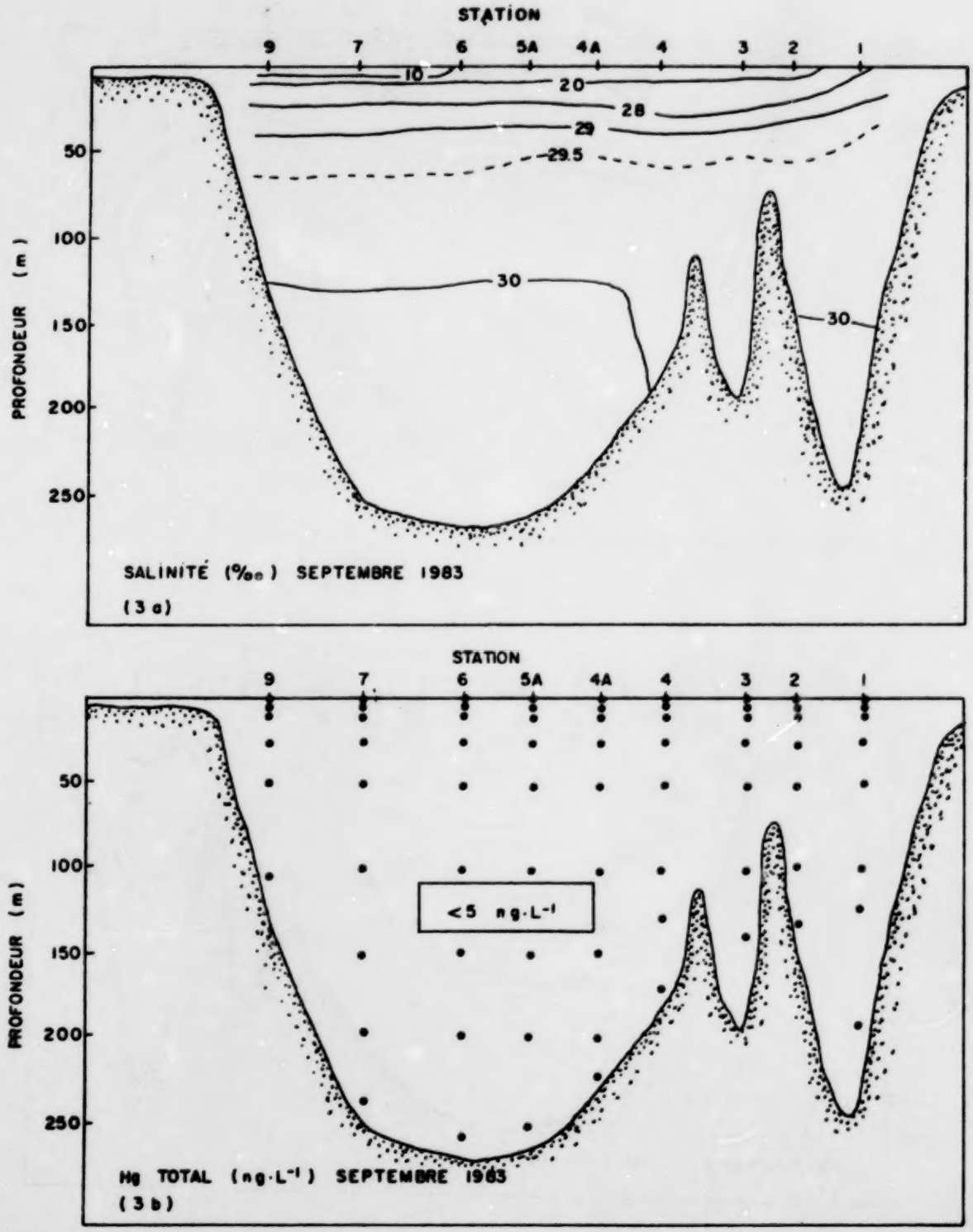

Figure 3. Valeurs de la salinité et de la concentration en mercure dans les eaux du Fjord en septembre 1983.

APPENDICE

Résultats analytiques

STATION	PROFONDEUR (m)	SALINITÉ ($^{0}/_{00}$)	Hg TOTAL (non filtré) ($ng.L^{-1}$)
		OCTOBRE 1979	
1	1	14,43	5
	5	20,28	9
	10	25,35	5
	25	29,25	-
	49	29,80	7
	74	29,91	5
	98	30,30	23
	148	30,38	9
2	1	9,04	4
	5	14,18	8
	10	28,40	11
	24	29,08	4
	47	30,13	29
	94	30,41	45
3	1	7,83	9
	5	21,03	25
	9	29,06	30
	23	29,57	6
	92	30,15	8
4	1	5,42	5
	5	8,44	5
	10	26,44	42
	24	29,21	7
	47	29,92	24
	71	30,10	19
	95	30,16	8
	118	30,23	-

APPENDICE (suite)

STATION	PROFONDEUR (m)	SALINITÉ ($^0/_{00}$)	Hg TOTAL (non filtré) ($ng \cdot L^{-1}$)
		OCTOBRE 1979	
5	1	5,57	-
	5	17,20	6
	10	27,10	-
	25	29,36	51
	49	29,91	24
	98	30,13	13
	148	30,30	15
	197	30,35	5
6	1	7,57	6
	5	24,57	22
	10	27,77	8
	25	29,26	5
	50	29,86	25
	100	30,10	19
	150	30,25	15
	200	30,34	6
6A	1	6,20	6
	5	24,23	14
	10	27,44	15
	25	28,98	56
	50	29,82	13
	100	30,09	11
	150	20,23	-
	200	30,30	9
7	1	7,26	7
	5	19,18	8
	10	27,64	19
	25	28,94	10
	50	29,80	12
	100	30,07	17
	150	30,20	5
	200	30,32	8

APPENDICE (suite)

STATION	PROFONDEUR (m)	SALINITÉ ($^0/_{00}$)	Hg TOTAL (non filtré) ($ng.L^{-1}$)[a]
		OCTOBRE 1979	
7A	1	6,54	6
	5	12,73	9
	10	27,12	31
	25	29,03	5
	50	29,76	6
	75	29,93	29
	100	30,04	< l.d.
	120	30,11	< l.d.
8	1	7,14	8
	5	9,54	7
	10	21,91	23
	25	28,98	40
	50	29,74	6
	75	29,89	29
	100	30,00	43
	120	30,14	20
9	1	6,52	4
	5	13,56	< l.d.
	10	27,74	< l.d.
	25	29,03	7
	50	29,79	< l.d.
	75	29,92	22
	100	30,03	< l.d.
10	1	3,71	4
	5	9,57	6
	10	27,17	-
	20	28,41	5
	30	28,62	6
	40	29,21	8
11	2	0	4
	5	0	9

[a] :.d.: limite de détection (voir le texte)

APPENDICE (suite)

STATION	PROFONDEUR (m)	SALINITÉ ($^0/_{00}$)	Hg TOTAL (non filtré) ($ng.L^{-1}$)[a]
12	2	0	6
	5	0	6
13	2	0	4
	5	0	< l.d.
		SEPTEMBRE 1983	
1	1	27,83	< l.d.
	5	28,69	< l.d.
	10	28,88	< l.d.
	24	29,37	< l.d.
	48	29,61	< l.d.
	97	29,78	< l.d.
	145	29,87	< l.d.
	193	30,07	< l.d.
	213	30,36	< l.d.
2	1	18,25	< l.d.
	5	19,26	< l.d.
	10	22,86	< l.d.
	25	28,91	< l.d.
	49	29,43	< l.d.
	98	29,78	< l.d.
	133	29,78	< l.d.
3	1	-	< l.d.
	5	18,67	< l.d.
	10	22,16	< l.d.
	25	27,97	< l.d.
	50	29,49	< l.d.
	100	29,69	< l.d.
	140	29,79	< l.d.

[a] l.d.: limite de détection (voir le texte)

APPENDICE (suite)

STATION	PROFONDEUR (m)	SALINITÉ ($^0/_{00}$)	Hg TOTAL (non filtré) ($ng.L^{-1}$)[a]
		SEPTEMBRE 1983	
4	1	11,91	< l.d.
	5	19,50	< l.d.
	10	23,02	< l.d.
	25	27,78	< l.d.
	50	29,40	< l.d.
	100	29,67	< l.d.
	130	29,86	< l.d.
	164	29,86	< l.d.
4A	1	11,59	< l.d.
	5	15,31	< l.d.
	10	25,70	< l.d.
	25	28,71	< l.d.
	50	29,50	< l.d.
	100	29,81	< l.d.
	150	30,07	< l.d.
	200	30,23	< l.d.
	225	30,25	< l.d.
5A	1	10,62	< l.d.
	5	15,68	< l.d.
	10	24,55	< l.d.
	25	28,83	< l.d.
	50	29,45	< l.d.
	100	29,82	< l.d.
	150	30,11	< l.d.
	200	30,21	< l.d.
	250	30,34	< l.d.

[a] l.d.: limite de détection (voir le texte)

APPENDICE (suite)

STATION	PROFONDEUR (m)	SALINITÉ ($^0/_{00}$)	Hg TOTAL (non filtré) ($ng.L^{-1}$)[a]
		SEPTEMBRE 1983	
6	1	10,36	< l.d.
	5	14,88	< l.d.
	10	23,28	< l.d.
	25	28,75	< l.d.
	50	29,44	< l.d.
	100	29,83	< l.d.
	149	30,23	< l.d.
	199	30,27	< l.d.
	249	30,34	< l.d.
7	1	9,49	< l.d.
	5	10,58	< l.d.
	10	23,80	< l.d.
	25	28,65	< l.d.
	50	29,37	< l.d.
	100	29,82	< l.d.
	150	30,06	< l.d.
	200	30,21	< l.d.
	247	30,31	< l.d.
9	1	7,42	< l.d.
	5	16,02	< l.d.
	10	26,14	< l.d.
	24	28,66	< l.d.
	48	29,25	< l.d.
	97	29,75	< l.d.

[a] l.d.: limite de détection (voir le texte)

POOR

QUALITY

ORIGINAL